干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

doi:10.12118/j.issn.1000－6060.2018.06.19

基于生态足迹的中国四大沙地地区可持续评价①

于　娜[1,2]，　赵媛媛[1,2]，　丁国栋[1,2]，　崔　晓[1]，　彭　玏[1]

（1　水土保持学院/水土保持国家林业局重点实验室，北京　100083；
2　宁夏盐池毛乌素沙地生态系统国家定位观测研究站，北京　100083）

摘　要：基于社会经济统计数据，采用生产性生态足迹模型，评估并对比了我国四大沙地地区 2000 年和 2015 年的生产性生态足迹和生态赤字/盈余状态，以揭示区域的可持续性。研究结果表明：2000—2015 年，四大沙地地区人均生态足迹总体呈现增加趋势，毛乌素沙地地区人均生态足迹年均增长率最高，达 20.85% 增长量为 79.21 $hm^2 \cdot 人^{-1}$；人均生态足迹主要以化石能源足迹和草地足迹为主；2000—2015 年四大沙地地区生态赤字程度在不断增强，毛乌素沙地地区人均生态赤字变化量最大，达 79.51 $hm^2 \cdot 人^{-1}$，造成赤字程度加大的主要原因是地区化石能源的大量生产。随着人们生活水平的提高，人们对资源的需求量也在不断增加，当前四大沙地地区社会经济的发展在一定程度上仍以自然资源大量生产和消耗为代价，经济发展和环境保护之间的平衡仍存在挑战，需要根据各地区的具体情况制定有针对性的管理措施，以维持区域的可持续发展。

关　键　词：四大沙地；生态足迹；生态赤字；可持续评价
中图分类号：X171.1　　**文献标识码**：A　　**文章编号**

四大沙地（毛乌素沙地、呼伦贝尔沙地、浑善达克沙地、科尔沁沙地）地区是我国荒漠化的热点地区[1]。由于自然条件的不稳定性和脆弱性，该地区已经成为我国历史时期沙漠化发展的典型地区。自 1949 年到 20 世纪末，四大沙地地区沙漠化土地呈现出不同程度的扩展[2-5]。尽管随着生态建设力度的加大，2000 年以来区域沙漠化程度有所逆转，但由于社会经济发展压力不断增加，沙地地区资源承载力有限，区域可持续发展面临挑战[6-7]。四大沙地地区尽管同为我国土地沙漠化治理的前沿阵地，但其在自然条件以及资源开发利用过程中均有明显差异，因此评价并对比四大沙地地区的可持续水平对于有针对性地开展区域管理，实现区域可持续健康发展具有重要意义。

合理地选择可持续评价指标是有效开展相关研究工作的基础。可持续发展的核心和难点是有效协调环境、经济和社会 3 个维度之间的关系，往往依据人造资本（如建筑和基础设施）和自然资本（指自然资源和生态系统）之间是否可以替代而采用“弱可持续”和“强可持续”来理解[8]。因此，相关可持续评估指标也因其涉及因子的维度而具有不同的侧重点[9]。例如，人类发展指数（Human Development Index，*HDI*）从人类福利和社会发展方面对人类发展成就进行总体的衡量，因缺乏对环境维度的考虑而用于代表典型的弱可持续[10]；真实储蓄侧重于经济与社会发展的可持续性，对于生态可持续性采取了“替代”的方法进行处理，也属于一种弱可持续[9-10]；生态足迹则聚焦于可持续的环境维度，它通过计算特定区域已知人口所消耗的所有资源以及吸纳这些人口产生的废弃物所需要的生物生产土地总面积（包括陆地和水域），来表现区域的可持续水平，是一种强可持续性[10-12]。这些指标已经被广泛地用于评价区域的可持续性，为可持续性的度量工作奠定了良好的基础。

作为一种强可持续性评价指标，生态足迹是由 REES 和 WACKERNAGEL 于 20 世纪 90 年代提出的一种衡量人类对自然资源的利用程度以及自然界为人类提供的生命支持服务的方法[13-15]。该方法

①　**收稿日期**：2018－05－15；　**修订日期**：2018－07－31
基金项目：国家重点研发项目（2016YFC0500905）；国家自然科学基金项目（41401095）
作者简介：于娜（1992－），女，吉林白城人，在读硕士研究生，主要从事荒漠化防治方面的研究．E-mail：yunabjfu@126.com
通讯作者：赵媛媛，女，博士，讲师，主要从事荒漠生态系统服务模拟与评估方面的研究．E-mail：yuanyuan0402@126.com

通过测量现今人类对生态服务的需求与自然所能提供的生态服务之间的差距,测定区域人类对生态系统的利用状况[13-14],进而来表现区域的可持续水平。生态足迹模型因其直观且可操作性强等特点成为量化可持续发展程度的一个重要指标,在评价国际或者国家尺度上的可持续性应用最为广泛[9,11]。例如,刘宇辉和彭希哲[16]利用生态足迹方法对我国可持续性发展进行了评估。世界自然基金会[17]应用生态足迹测算并发布了世界152个国家的人均生态足迹情况。然而,生态足迹理论是基于全球生态系统的一种理论,全球生态系统可以看成是一个自给自足的封闭空间,在这里人类消费的生物产量与人类从生态系统中取得的生物产量是完全相等的,但将其应用到某一区域的可持续评价时,往往因区域资源进出口量的不准确统计会导致当地消费量计算产生较大误差,出口量会导致当地生态压力变大,而进口量会使当地的生态压力得到缓解,真正对生态系统造成压力的是人们直接从生态系统中取得的生物量,所以消费性生态足迹并不能真实地反应区域资源环境的可持续性[18-19]。为此,熊德国等[19-21]对消费性生态足迹理论进行了改进,用生产性生态足迹来测算区域可持续发展,使得区域可持续水平评价方法有了进一步的发展。

四大沙地地区的生态足迹研究已经得到了一定的关注。包慧娟等[22]研究表明科尔沁沙地所辖的内蒙古奈曼旗1990—2000年生态足迹持续增加,由1.01 $hm^2\cdot$人$^{-1}$增加到1.97 $hm^2\cdot$人$^{-1}$;杨艳等[23]测算得到内蒙古锡林郭勒盟1981—2008年生态足迹由1.09 $hm^2\cdot$人$^{-1}$增加到24.22 $hm^2\cdot$人$^{-1}$,并且人均承载力在不断下降,区域发展呈现出由生态盈余转为生态赤字。秦静等[24]在毛乌素沙地的研究表明榆林市1990—2013年生态足迹由1.01 $hm^2\cdot$人$^{-1}$快速增加到55.59 $hm^2\cdot$人$^{-1}$,大量矿产资源的开发严重影响了区域的生态环境质量,导致该地区的生态赤字程度大幅上升。综上可以看出,目前对于我国四大沙地生态足迹方面的研究还仅局限在部分旗县,对四大沙地整体可持续状态及差异的理解仍然存在不足。

因此,本研究以社会经济统计数据为基础,采用生产性生态足迹方法,评估2000—2015年我国四大沙地地区生产性生态足迹和生态承载力,揭示其生态赤字/盈余程度及差异,以反映四大沙地可持续性水平,以期为我国四大沙地地区正确处理人口、资源、环境与经济社会发展之间的关系,制定相关政策提供一定的科学依据。

1　研究区概况

四大沙地包括呼伦贝尔沙地(47°20′~49°59′N,117°00′~121°10′E)、浑善达克沙地(41°10′~42°58′N,111°27′~117°10′E)、科尔沁沙地(42°20′~44°28′N,113°30′~123°30′E)和毛乌素沙地(37°27′~39°22′N,107°20′~111°30′E)[25-28],位于我国北方农牧交错带,因其气候和本身的地理特征,该地区对气候变化和人类活动响应及其敏感[29]。本研究以行政区划为界划定了四大沙地地区(图1)。呼伦贝尔沙地主要分布在内蒙古东部的呼伦贝尔高原上,地势东高西低,海拉尔以北地区地势波状起伏,以南地区地势平坦广阔,面积约为8.36×10^4 km^2(沙化土地面积为0.35×10^4 km^2)[28]。科尔沁沙地位于我国东北地区西部,处于内蒙古高原与向东北平原的过渡地带[28],面积约为12.47×10^4 km^2(沙化土地面积为1.79×10^4 km^2)。浑善达克位于我国内蒙古高原东南部,行政区划包括内蒙古锡林郭勒盟中南部和赤峰西北部[28],面积约14.99×10^4 km^2(沙化土地面积为2.33×10^4 km^2)。毛乌素沙地位于鄂尔多斯高原的南部和黄土高原的北部区域,行政区域横跨内蒙古、陕西和宁夏三个省区,总面积约8.71×10^4 km^2(沙化土地面积为3.23×10^4 km^2)。风沙土是四大沙地的主要土壤类型[31],四大沙地的优势植被类型主要为典型草原,草原面积占研究区面积一半以上,另外分布着森林、灌木、农田和其他类型的植被(图1)。

四大沙地地区属于典型的大陆性季风气候,由东部半湿润向西部半干旱转变[1]。东部呼伦贝尔沙地气候寒冷,年平均气温较低,在-2~0 ℃,年平均降水量在235~380 mm左右[28]。科尔沁沙地气候较为适宜,年平均气温3~7 ℃,年平均降水量为350~500 mm[28]。浑善达克沙地温带大陆性气候特征显著,寒冷、风大、少雨和干旱是地区的主要特点,并且地区东西部水分含量相差较大,东部水资源较西部更为丰富,年均气温为0~3 ℃,因受东南季风的影响,该地区东南部地区年降水量(350~400 mm)高于西北部(100~200 mm)[28]。毛乌素沙地年均温度较高,为6~9 ℃,年均降水量由东向西从420 mm到西部的250 mm或更低[28](表1)。

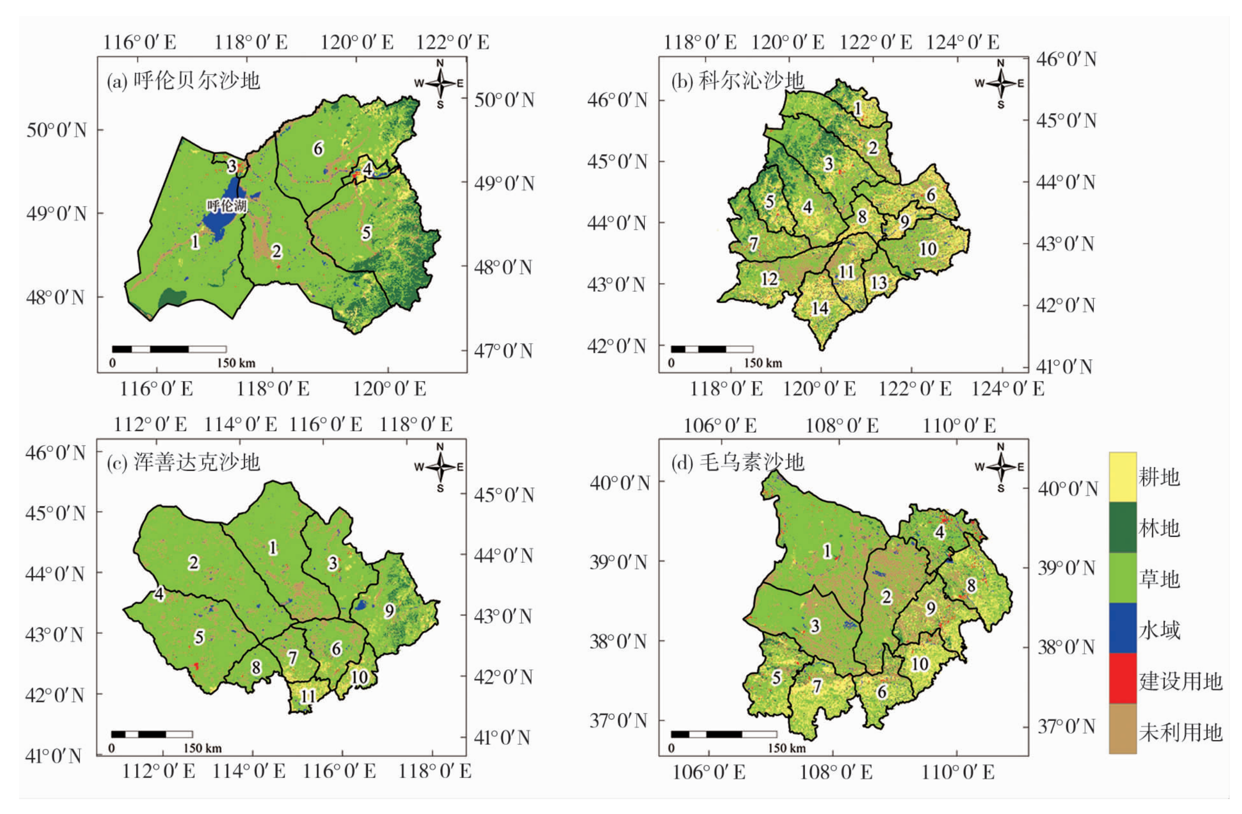


图 1 研究区概况图

Fig. 1 Location (left) and land use/cover (right) of the four mega-sandy lands in China

注:四大沙区内各旗(县)名称:A. 呼伦贝尔沙地:1 新巴尔虎右旗;2 新巴尔虎左旗;3 满洲里市;4 呼伦贝尔市辖区;5 鄂温克族自治旗;6 陈巴尔虎旗。B. 科尔沁沙地:1 突泉县;2 科尔沁右翼中旗;3 扎鲁特旗;4 阿鲁科尔沁旗;5 巴林左旗;6 科尔沁左翼中旗;7 巴林右旗;8 开鲁县;9 通辽市辖区;10 科尔沁左翼后旗;11 奈曼旗;12 翁牛特旗;13 库伦旗;14 敖汉旗。C. 浑善达克沙地:1 阿巴嘎旗;2 苏尼特左旗;3 锡林浩特市;4 二连浩特市;5 苏尼特右旗;6 正蓝旗;7 正镶白旗;8 镶黄旗;9 克什克腾旗;10 多伦县;11 太仆寺旗。D. 毛乌素沙地:1 鄂托克旗;2 乌审旗;3 鄂托克前旗;4 伊金霍洛旗;5 盐池县;6 靖边县;7 定边县;8 神木县;9 榆阳区;10 横山县

表 1 四大沙地地区地理、气候和经济、人口情况

Tab. 1 General information on geography, climate, economy and population for the four mega-sandy lands

地区	行政面积 /10^4 km^2	沙地面积[30] /10^4 km^2	气候特征		人口/10^4人	人均 GDP /10^4元·人$^{-1}$
			年均温度/℃	年均降水量/mm		
呼伦贝尔沙地	8.36	0.35	-2~0	235~380	72.53	11.44
科尔沁沙地	12.47	1.79	3~7	350~500	559.05	4.29
浑善达克沙地	14.99	2.33	0~3	100~400	111.82	8.23
毛乌素沙地	8.71	3.23	6~9	250~420	259.17	13.82

截止到 2015 年末,四大沙地区域总人口共计 1 000×10^4 人左右,人均 GDP 约为 7.70×10^4 元·人$^{-1}$。其中科尔沁沙地人口最多,为 559.05×10^4 人,人均 GDP 达到了 4.29×10^4 元·人$^{-1}$;毛乌素沙地和浑善达克沙地分别 259.17×10^4 人、111.82×10^4 人,人均 GDP 为 13.82×10^4 元·人$^{-1}$、8.23×10^4 元·人$^{-1}$;呼伦贝尔沙地人口最少,为 72.53×10^4 人,人均 GDP 为 11.44×10^4 元·人$^{-1}$(表 1)。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

本研究使用的社会经济统计数据包括农产品产量、动物产品产量、水产品产量以及能源产量。其中农产品包括:粮食、油料、蔬菜、甜菜、瓜果、水果;动物产品包括:牛肉、羊肉、猪肉、羊毛、奶及奶制品;能源产量包括:原煤和电力。主要来源于区域所辖各省(市、县)2001 年和 2016 年统计年鉴。2000 年和 2015 年土地利用数据来源于中国科学

院资源环境科学数据中心（http://www.resdc.cn）。消费资源的世界平均产量来源于联合国粮农组织统计资料[32-33]。

2.2 研究方法

与消费性生态足迹不同，生产性生态足迹是指一个区域每年从生态系统中实际取得的生物产量所需要的生态生产性面积，真正反映了人类活动对当地生态系统的压力[19]。同时从供给的角度（即生态系统所能提供的、满足人们生产生活所需要的土地面积[33]）计算该区域实际生态承载量的大小，并对二者进行比较，生产性生态盈余或赤字可作为真实反映区域生态环境可持续性的指标[16]。因此，本文中的涉及的生态足迹均指生产性生态足迹。

生产性生态足迹包括生物资源账户和能源账户两部分。其中，生物资源账户包括耕地、林地、水域和草地4种生态足迹指标；能源资源账户包括化石能源和建设用地生态足迹指标。本研究根据各地区实际情况和数据的可取性，建立生态足迹核算账户模型（表2），估算我国四大沙地地区在一定人口和经济规模条件下，维持资源生产和废弃物吸纳所必需的生物生产性地域空间[34]。本文采用张志强等使用过的均衡因子和刘某承等研究中的产量因子，不考虑其在时间尺度上的变化[35-36]。

2.2.1 生态型生态足迹计算方法　生产性生态足迹的计算公式如下：

$$EF = r_j \times \sum A_i = r_j \times \sum (c_i/p_i) \qquad (1)$$

式中：EF 为区域人均生产性生态足迹（$hm^2 \cdot 人^{-1}$）；i 为消费资源的类别；j 为生物生产性土地类型；c_i 为 i 种消费品的人均生产量（$kg \cdot 人^{-1}$）；p_i 为生态生产性土地生产第 i 中消费资源的世界平均产量（$kg \cdot hm^{-2}$）；A_i 为根据世界第 i 种消费品平均产量折算的人均占有的生态生产性土地面积（$hm^2 \cdot 人^{-1}$）；r_j 为第 j 中生态生产性土地的均衡因子，共有6中生态生产性土地。

本研究生物资源生产面积折算采用联合国粮农组织1993年提出的相关标准[32-33]；在计算能源足迹时，采用世界上单位化石燃料生产土地面积的平均发热量作为标准，将当地能源消费所消耗的热量折算成一定的化石燃料土地面积。由于可耕地、林地、草地、化石燃料、土地、建设用地和水域等单位面积的生物生产能力差异很大，因此在计算生态足迹的需求时，为了使这几类不同的土地面积和计算结果可以比较和加总，要在这几类不同的土地面积计算结果前分别乘上一个相应的均衡因子，以转化为可比较的生物生产土地均衡面积。

表2　生态足迹核算账户

Tab.2　The ecological footprint accounting accounts

生物生产性土地类型	生态足迹		土地利用类型	生态承载力
	消费项目	均衡因子		产量因子
耕地	粮食、油料、蔬菜、甜菜、瓜果	2.8	耕地	0.52
林地	水果	1.1	林地	0.68
水域	水产品	0.2	水域	1.07
草地	猪肉、牛肉、羊肉、羊毛、奶及奶制品	0.5	草地	0.52
化石能源用地	原煤	1.1	CO_2 吸收	0.00
建设用地	电力	2.8	建筑用地	0.52

2.2.2 生态承载力计算方法　生态承载力的计算公式：

$$EC = (1-12\%) \sum_{j=1}^{6} (a_j \times r_j \times y_j) \qquad (2)$$

式中：EC 为区域人均生态承载力（$hm^2 \cdot 人^{-1}$）；j 为生态生产性土地的类别；a_j 为第 j 种生态生产性土地的人均实际面积（$hm^2 \cdot 人^{-1}$）；r_j 为第 j 种生态生产性土地的均衡因子；y_j 为第 j 种生态生产性土地的产量因子。

在计算生态足迹的供给时，由于不同国家或地区的各种生物生产面积的产出差异很大，为了使这几类不同的土地面积的计算结果可以比较和加总，要在这几类不同的土地面积前分别乘上一个相应的产出因子，以转化成生物生产均衡面积[21]。根据世界环境与发展委员会的建议，至少应该保留12%的生态容量以保护生物多样性，因此，在计算实际生态承载力时扣除了12%生物多样性保护面积。

2.2.3 生态赤字/盈余计算方法　生态赤字/盈余是将生产性生态足迹与生态承载力相减所得到的差值。其计算公式如下：

$$ED = EF - EC \qquad (3)$$

当 $ED>0$ 时，表明该地区人均生态承载力需求大于供给，为生产性生态赤字；当 $ED<0$ 时，表明该地区生态承载力需求小于供给，在生态承载力允许范围之内，为生产性生态盈余；当 $ED=0$ 时，表明当地人均生态足迹承载力需求等于供给，处于生态平衡状态。

3 结果与分析

3.1 2000—2010 年四大沙地地区人均生产性生态足迹动态

3.1.1 人均生态足迹总量变化 2000 年,呼伦贝尔沙地人均生态足迹最大,为 12.65 $hm^2 \cdot 人^{-1}$;其次为毛乌素沙地为 4.91 $hm^2 \cdot 人^{-1}$;浑善达克沙地和科尔沁沙地人均生态足迹相差不多,分别为 2.83 $hm^2 \cdot 人^{-1}$和 2.14 $hm^2 \cdot 人^{-1}$。2015 年,毛乌素沙地人均生态足迹达到最大(84.12 $hm^2 \cdot 人^{-1}$);呼伦贝尔沙地次之(71.54 $hm^2 \cdot 人^{-1}$),科尔沁沙地最小(8.95 $hm^2 \cdot 人^{-1}$)。2000—2015 年四大沙地地区人均生态足迹均呈明显增长趋势(图 2),其中毛乌素沙地人均生态足迹增长趋势最为明显,增长量为 79.21 $hm^2 \cdot 人^{-1}$,年均增长率最高,达20.85%;科尔沁沙地人均生态足迹增长趋势最小,同期增长量为 6.81 $hm^2 \cdot 人^{-1}$,年均仅增长了10.01%。

3.1.2 人均生态足迹结构变化 2000 年,毛乌素沙地和呼伦贝尔沙地生态足迹结构以化石能源足迹为主(图 3),其在总人均生态足迹中占比均高达 73%左右;其次为草地足迹,比例约为 20%。同期,浑善达克沙地和科尔沁沙地则以草地足迹为主,地区的经济发展基本靠畜牧业,其中浑善达克沙地草地足迹占比远远高于其他三个沙地,达到了 78.30%,科尔沁沙地草地足迹占比为 47.28%。除此之外,由于粮食作物的大量生产,科尔沁沙地耕地足迹占比远远高于其他三个沙地,达到了 34.97%。

2015 年,毛乌素沙地、呼伦贝尔沙地和科尔沁沙地生态足迹结构以化石能源足迹为主,浑善达克沙地以草地足迹为主。毛乌素沙地化石能源足迹占比高达 96.83%,呼伦贝尔沙地和科尔沁沙地化石能源足迹占比均超过了 40%,二者草地足迹占比仅次于化石能源足迹,分别为 37.60% 和 37.73%。同期,浑善达克沙地草地足迹占比相对较高,为 54.46%,化石能源足迹占比为 43.46%。科尔沁沙地耕地足迹所占比例仍然较高,达到了22.50%,而其余沙地占比仅处于 0.82% ~1.71%。

2000—2015 年,不同沙地生态足迹的结构组分变化具有较大差异(图 3,表 3),化石能源、草地和耕地人均生态足迹变化相对最为明显。毛乌素沙地 2000—2015 年人均生态足迹结构组成中,人均化石能源足迹所占比重呈明显升高趋势,增长了 23 个百分点,而草地足迹和耕地足迹所占比重呈明显下降趋势,草地足迹占比减少了 17 个百分点,耕地足迹占比减少了 6 个百分点,期间毛乌素沙地地区的发展一直以化石能源为主导产业,2015 年时主导效果越来越突出。呼伦贝尔沙地同期人均生态足迹组成中,草地足迹比重呈明显升高趋势,增长了 17 个百分点,其他足迹比重均呈现不同程度的下降趋势,其中变化较大的为化石能源足迹,占比减少了 12 个百分点。浑善达克沙地人均生态足迹组成中化石能源足迹和草地足迹变化最为显著,化石能源足迹比重增加了 26 个百分点,而草地足迹占比减少了 24 个百分点。科尔沁沙地草地、耕地和化石能源足迹比重变化明显,其中比重变化最大的为化石能源足迹,增加了 22 个百分点,而草地和耕地足迹比重分别降低了 10 和 13 个百分点。

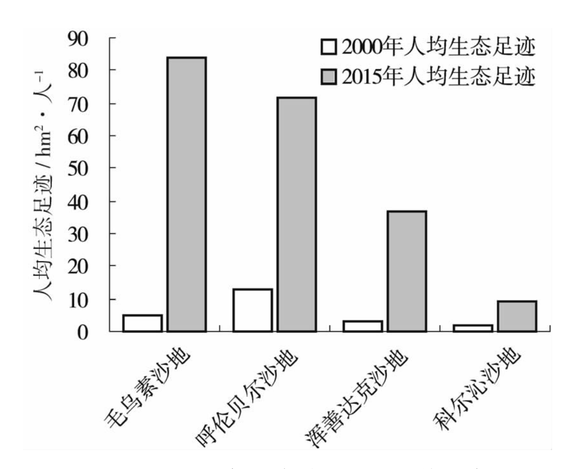


图 2 2000—2015 年四大沙地地区人均生态足迹

Fig. 2 Per-capita ecological footprint of the four mega-sandy lands, China (2000—2015)

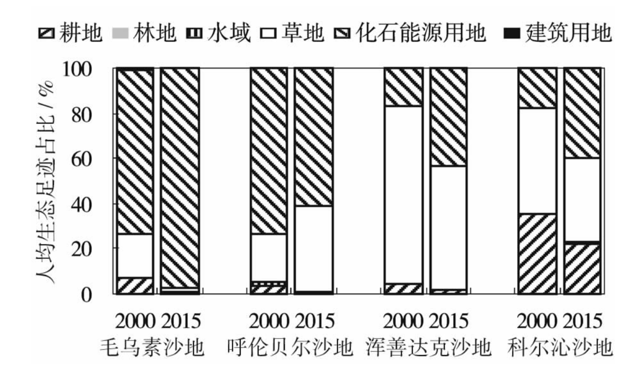


图 3 2000—2015 年四大沙地地区不同生态生产性土地人均生态足迹占比

Fig. 3 Percentage of per-capita ecological footprint of different lands in the four mega-sandy lands, China(2000—2015)

3.2　2000—2010 年四大沙地地区人均生态赤字/盈余

3.2.1　生态赤字/盈余变化　2000 年,浑善达克沙地和科尔沁沙地存在生态盈余,而呼伦贝尔沙地和毛乌素沙地则出现了不同程度的生态超载,其中呼伦贝尔沙地最为严重,人均生态赤字为 8.78 hm^2·人$^{-1}$;毛乌素沙地人均生态赤字为 2.13 hm^2·人$^{-1}$。2015 年,四大沙地生态超载仍在持续,毛乌素沙地最为严重,高达 81.64 hm^2·人$^{-1}$;科尔沁沙地赤字仍为最小,为 6.67 hm^2·人$^{-1}$(表 4)。

2000—2015 年四大沙地地区人均生态赤字呈加重趋势(表 4)。由于毛乌素沙地人均生态足迹的快速增长,该地区人均生态赤字变化量最大,高达 79.51 hm^2·人$^{-1}$;而科尔沁沙地人均生态赤字相对稳定,变化量仅为 7.66 hm^2·人$^{-1}$。

3.2.2　生态赤字/盈余结构变化　2000 年,科尔沁沙地和浑善达克沙地主要以草地足迹赤字为主,而毛乌素沙地和呼伦贝尔沙地主要是以化石能源足迹赤字为主(表 5)。其中,呼伦贝尔沙地化石能源人均生态赤字最为严重,达到了 9.27 hm^2·人$^{-1}$,是

表 3　2000—2015 年四大沙地地区不同生态生产性土地人均生态足迹

Tab. 3　Per-capital ecological footprint of different lands in the four mega-sandy lands, China (2000—2015)

生态生产性土地类型	毛乌素沙地		呼伦贝尔沙地		浑善达克沙地		科尔沁沙地	
	2000 年	2015 年	2000 年	2015 年	2000 年	2015 年	2000 年	2015 年
耕地	0.35	0.69	0.49	0.59	0.12	0.63	0.75	2.18
林地	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
水域	0.01	0.03	0.20	0.33	0.01	0.04	0.01	0.01
草地	0.92	1.84	2.66	26.90	2.21	19.87	1.01	3.66
化石能源用地	3.61	81.45	9.27	43.58	0.48	15.85	0.37	3.82
建筑用地	0.02	0.10	0.03	0.14	0.00	0.09	0.00	0.02
人均生态足迹	4.91	84.12	12.65	71.54	2.83	36.48	2.14	9.70

表 4　2000—2015 年四大沙地地区人均生态足迹、人均生态承载力、生态赤字

Tab. 4　Comparisons of per-capita ecological footprint, ecological capacity and ecological deficit of the four mega-sandy lands, China (2000—2015)

地区	2000 年			2015 年		
	人均生态足迹	人均生态承载力	人均生态赤字	人均生态足迹	人均生态承载力	人均生态赤字
毛乌素沙地	4.91	2.78	2.13	84.12	2.48	81.64
呼伦贝尔沙地	12.65	3.87	8.78	71.54	3.59	67.95
浑善达克沙地	2.83	3.83	-1.00	36.48	3.61	32.86
科尔沁沙地	2.14	3.13	-0.99	9.70	3.03	6.67

表 5　2000—2015 年四大沙地地区不同生态生产性土地人均生态赤字

Tab. 5　Per-capita ecological deficit changes in different lands of the four mega-sandy lands, China (2000—2015)

地区	生产性土地类型	人均生态赤字			地区	生产性土地类型	人均生态赤字		
		2000 年	2015 年	增加量			2000 年	2015 年	增加量
毛乌素沙地	耕地	-2.42	-1.64	0.78	浑善达克沙地	耕地	-2.60	-1.85	0.75
	林地	-0.09	-0.10	-0.01		林地	-0.23	-0.22	0.02
	水域	0.00	0.03	0.03		水域	-0.01	0.02	0.04
	草地	0.70	1.66	0.96		草地	1.05	18.81	17.76
	化石能源用地	3.61	81.45	77.85		化石能源用地	0.48	15.85	15.37
	建筑用地	-0.05	-0.10	-0.05		建筑用地	-0.21	-0.25	-0.04
呼伦贝尔沙地	耕地	-1.45	-1.24	0.21	科尔沁沙地	耕地	-2.22	-0.69	1.53
	林地	-1.28	-1.16	0.13		林地	-0.24	-0.23	0.01
	水域	0.10	0.25	0.15		水域	0.00	0.00	0.00
	草地	1.75	26.08	24.32		草地	0.91	3.56	2.65
	化石能源用地	9.27	43.58	34.31		化石能源用地	0.37	3.82	3.45
	建筑用地	-0.14	-0.05	0.08		建筑用地	-0.25	-0.22	0.03

科尔沁沙地(化石能源人均生态赤字最低,为 0.37 hm^2·人$^{-1}$)的 25 倍。同年,呼伦贝尔草地足迹赤字明显高于其他沙地,人均生态赤字高达 1.75 hm^2·人$^{-1}$。

2015 年,四大沙地地区均表现为化石能源和草地赤字为主(表 5)。其中,化石能源足迹赤字最大的为毛乌素沙地,赤字高达 81.45 hm^2·人$^{-1}$;同期科尔沁沙地化石能源赤字最小,仅为 3.82 hm^2·人$^{-1}$。草地资源赤字最大的为呼伦贝尔沙地,赤字高达 26.08 hm^2·人$^{-1}$;毛乌素草地赤字最小,仅为 1.66 hm^2·人$^{-1}$。

2000—2015 年,四大沙地地区各生产性土地化石能源和草地人均生态赤字增加量最大(表 4)。其中毛乌素沙地化石能源足迹变化最大,人均赤字增加量高达 77.85 hm^2·人$^{-1}$;科尔沁沙地化石能源足迹变化最小,人均赤字增加量为 3.45 hm^2·人$^{-1}$;呼伦贝尔沙地和浑善达克沙地化石能源足迹人均赤字增加量分别为 34.31 hm^2·人$^{-1}$和 15.37 hm^2·人$^{-1}$左右。同期,草地足迹人均生态赤字变化最大的是呼伦贝尔沙地,增长量高达 24.32 hm^2·人$^{-1}$;其次为浑善达克沙地,增长量为 17.76 hm^2·人$^{-1}$;科尔沁沙地和毛乌素沙地草地足迹人均生态赤字增加量分别为 2.65 hm^2·人$^{-1}$和 0.96 hm^2·人$^{-1}$左右。

4 讨 论

生态足迹分析法是一种生态偏向型的强可持续性评估方法[11]。为了更全面的说明区域的可持续情况,本文还选择了两个弱可持续性指标,即区域 *HDI* 和恩格尔系数来补充说明区域的社会经济发展情况,揭示区域发展过程中生态保护和社会经济发展之间的协调性。并基于此提出了区域可持续发展的建议。

4.1 人均生态足迹与人类发展指数

人类发展指数(*HDI*)作为另一个评价可持续性发展的指标,它通过对预期寿命、教育水平和生活质量三个方面的归一化来综合评价和衡量不同国家和地区的人类发展成就[37]。其范围是 0～1,值越大表示可持续性越高。自 1990 年开始,*HDI* 在评估区域社会经济可持续性方面已得到广泛应用[9,11,37]。

我们分析了四大沙地地区 2000 年和 2015 年 *HDI*,发现 *HDI* 的变化趋势与生态足迹趋势相似,均为增长趋势(表 6)。2000 年四大沙地地区 *HDI* 为 0.60～0.64,到 2015 年,毛乌素沙地变化最为明显,*HDI* 由 0.61 上升到 0.88;科尔沁沙地增长幅度最小,*HDI* 由 0.60 上升到 0.80。进一步将四大沙地 2000、2015 年的生态足迹和 *HDI* 进行回归分析发现,人类发展指数随人均生态足迹呈对数增加关系($P<0.01$)(图 4)。

4.2 人均生态足迹与恩格尔系数

恩格尔系数作为反应人民生活水平高低的指标,在 19 世纪中叶由德国统计学家恩格尔·厄恩斯根据统计数据提出,其统计意义在于通过计算食物消费支出占总支出的比照大小来近似衡量人们生活水平的高低[38]。根据联合国粮农组织所提供的标准,恩格尔系数高于 60% 表示绝对贫困,50%～60% 表示温饱,40%～50% 表示小康,30%～40% 表示富裕,30% 以下表示最富裕[38]。

2000—2015 年我国四大沙地地区恩格尔系数不断降低,表明人们生活水平有所提高(表 6)。其中,呼伦贝尔沙地恩格尔系数变化最大,从 56.2% 降到 28.7%,降低了 27.5 个百分点;浑善达克沙地

表 6 2000—2015 年四大沙地地区人类发展指数和恩格尔系数变化

Tab.6 Human development index(*HDI*) and Engel coefficient of four mega-sandy lands, China(2000—2015)

地区	人类发展指数			恩格尔系数 / %		
	2000 年	2015 年	增长率 / %	2000 年	2015 年	变化率 / %
毛乌素沙地	0.61	0.88	44.22	48.9	28.1	42.54
呼伦贝尔沙地	0.64	0.86	34.73	56.2	28.7	48.91
浑善达克沙地	0.63	0.86	36.58	49.5	40.6	17.94
科尔沁沙地	0.60	0.80	34.02	55.5	37.5	32.43

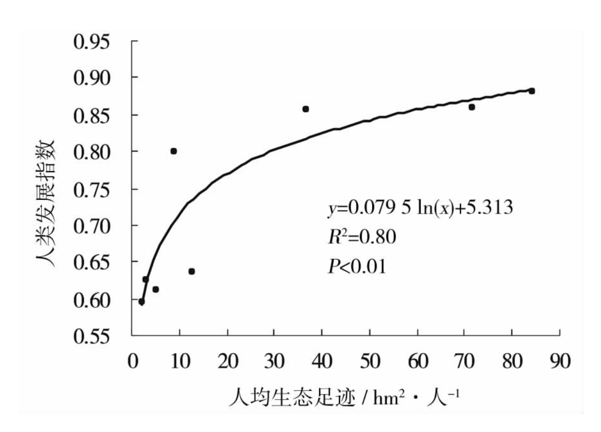


图 4 人均生态足迹与 *HDI* 的相关性

Fig.4 Correlation between the per-capita ecological footprint and the Human Development Index

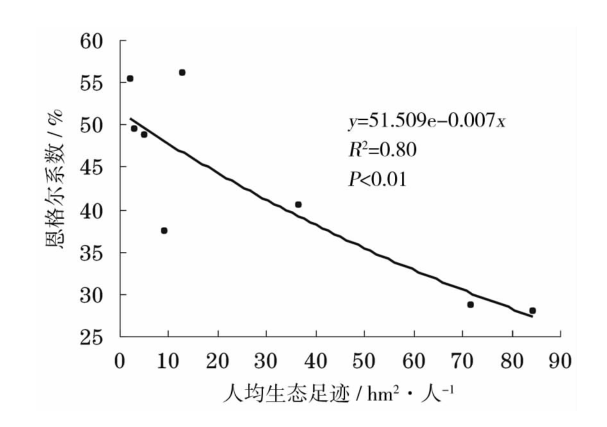


图 5　人均生态足迹与恩格尔系数的相关性

Fig. 5　Correlation between the per-capita ecological footprint and the Engel coefficient

降幅最低,由 49.5% 降到 40.6% ,降低了 8.9 个百分点。到 2015 年,毛乌素沙地和呼伦贝尔沙地地区生活水平较高,平均已达到了最富裕水平(恩格尔系数为 28% 左右);浑善达克沙地和科尔沁沙地地区居民生活水平相对较低(恩格尔系数分别为 40.6% 和 37.5%)。将 2000、2015 年四大沙地的人均生态足迹与恩格尔系数进行回归分析(图 5),发现在人均生态足迹增长的同时,恩格尔系数不断降低,二者呈显著的指数关系($P<0.05$)。

4.3　区域可持续发展建议

四大沙地地区位于我国北方农牧交错带,典型草原作为地区的优势植被类型,其面积占研究区面积一半以上,同时四大沙地,尤其是毛乌素沙地、呼伦贝尔沙地和浑善达克沙地又是我国典型的资源富集且生态脆弱地区[39-40],拥有丰富的煤炭资源是我国北方沙区的优势,但相对恶劣的自然环境也给该地区的可持续发展造成了障碍。因此,依据本研究结果,我们对沙区可持续发展提出初步对策。

4.3.1　优化矿产资源利用,推动产业升级,构建生态承载力监测和预警系统　现阶段,四大沙地地区 50% 以上的生态赤字来自于化石能源用地,资源型城市经济增长下行压力与产能过剩并存,产业结构对资源依存度仍较高,接续替代产业总体规模小[41]。因此如何优化煤炭精深加工,推动产业升级,是地区可持续发展的关键。煤炭城市应实行煤与非煤"双轮驱动"转型发展,在重大项目建设为依托下,培育发展煤炭、煤化工、电力、绿色食品、现代服务业等产业。同时,推进煤制化肥、煤电转化项目建设,引进新技术,加快传统能源的清洁、高效化利用。另外,应加快建立系统完备的生态承载力监测和预警系统,对能源开采和产业转型进行全面把控,强化工业污染源监控,严格企业排污监管,实行"黄色、橙色、红色"三级警戒标准,建立生态预警系统。推进生态赤字危机应急管理机制,健全预警应急响应系统,完善矿区开发监管体系,以生态保护修复、资源节约、发展循环经济为重点,严格执行国家生态建设的法律法规,科学编制生态承载力应急体系建设规划,制定生态赤字防控应急预案,提高灾害应急反应和防控处置能力[41]。

4.3.2　合理发展农牧业,发挥区域产业优势　毛乌素沙地作为农业与畜牧业交错、耦合发展的典型区域[42]。实行草地农业应是区域农牧业结构调整的现实途径。草地农业的发展要以人工草地为主,以农业生产方式大量种植人工牧草、辅以饲料作物,替代对天然草地的破坏。系统也将从以往的以作物副产品为主、放牧为主的农牧系统耦合走向今后以草为主、舍饲圈养为主的农牧系统耦合。草业的生产也将更加集约化、规模化和科学化,农牧系统耦合的效率和强度将大提升。因此,要积极地调整产业结构,按照因地制宜原则发挥地域资源优势,抓住特色产业,继续推进人工草地和基本农田建设,引导农、牧民逐步走向为牧而农,舍饲养殖,平衡草畜,摆脱以粮为主的生产方式,实现生态和经济的双赢[42]。

浑善达克沙地和呼伦贝尔沙地草地处于严重的生态赤字状态,如何在草地生态系统承载能力范围内,合理发展畜牧业是该区域可持续发展的关键。因此应该提高畜牧业产业化水平,提高草地生产力[43-44],考虑采取划分暖季牧场和冷季牧场交替放牧的游牧方式与冷季半舍饲相结合的办法;将传统的游牧与一定程度集约经营相结合,逐步实现牧业的集约化生产,这不失为一种恢复退化草地生态功能与草地畜牧业"双赢"的一个好办法[45]。由粗放向节约集约型的转变力度来恢复草地生态系统功能,在提高区域人类福祉,推进可持续发展具有至关重要的作用[44,46]。

科尔沁沙地是我国粮食的主要生产地,位于沙地东部的通辽市被称为"内蒙古粮仓"和"金玉米区",其粮食产量占内蒙古总量的 25% 以上[47],但由于地区自然环境特征,限制了区域的农业和经济发展,大面积的农业灌溉对地下水资源造成极大压力。如何在粮食稳产、高产的同时,合理使用地下水资源是该区域可持续发展需解决的关键问题。因此,政府应制定合理的地下水和土地资源规划,加强

农业和工业用水和节水项目的开发,提高用水效率,如引进先进的节水管理,技术和设备;严格限制高耗水、地产的作物种植面积;增加低耗水,高产、抗旱作为种植面积等[47]。

4.3.3 因地制宜、合理规划区域林业生态建设工程

四大沙地作为我国主要的生态建设实施区,其林地发展相对较好。但由于其区域自然条件的不稳定和敏感性,该地区在生态恢复和重建规划过程中,要避免退耕休牧和还林还草过程中的盲目性,在工程实施过程中的物种选择也需要特别注意,北方农牧交错带的地带性植被是适应干旱气候的草原和灌丛为主,林地只是片状或是点状分布,因此在还林上应以当地的灌丛物种为主,可在一些水分条件优越的地方适当造林,但也应注意水分条件的限制,切不可盲目引进高耗水的树种[48]。

5 结 论

本文揭示了 2000—2015 年中国四大沙地地区的人均生态足迹、人均生态承载力和人均生态赤字/盈余的动态变化情况。研究表明,随着四大沙地地区人民生活水平的提高,2000—2015 年,四大沙地人均生态足迹呈现持续增长状态,生态赤字呈恶化趋势。毛乌素沙地、呼伦贝尔沙地和科尔沁沙地化石能源赤字严重,浑善达克沙地草地生态赤字相对较明显。四大沙地经济发展和生态环境的协调发展仍然面临挑战。建议针对不同沙地生态赤字的主要结构类型,有侧重地进行矿产资源开采模式的调整和草地资源的保护与利用。

参考文献(References)

[1] ZHOU Daojing, ZHAO Xia, HU Huifeng, et al. Long-term vegetation changes in the four mega-sandy lands in Inner Mongolia, China [J]. Landscape Ecology, 2015, 30(9): 1613 – 1626.

[2] 曾德慧,姜凤岐,整治“三滥”是从源头遏制生态脆弱地区土地荒漠化的必由之路—以科尔沁沙地为例[J]. 生态学杂志, 2006, (12): 1540 – 1543. [ZENG Dehui, JIANG Fengqi. Deterring “three excesses” (over-cultivation, overgrazing and deforestation) is the only way from the source to control the desertification in ecologically frangible regions in China: Taking Keerqin sandy land as an example[J]. Chinese Journal of Ecology, 2006, (12): 1540 – 1543.]

[3] 武健伟,赵廷宁,鲁瑞洁. 浑善达克沙地现代土地沙漠化发展动态与成因分析[J]. 中国水土保持科学, 2003, 1(4): 36 – 40. [WU Jianwei, ZHAO Tingning, LU Ruijie. Development and reasons of sandy desertification in Otindag sandy land during the modern period[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2003, 1(4): 36 – 40.]

[4] 徐小玲,延军平. 毛乌素沙地的脆弱性与可持续发展研究[J]. 干旱区研究, 2004, 21(3): 286 – 289. [XU Xiaoling, YAN Junping. Study on the vulnerability and the sustainable development in the Mu Us sandland[J]. Arid Zone Research, 2004, 21(3): 286 – 289.]

[5] 董建林,雅洁. 呼伦贝尔沙地近十年来土地沙漠化变化分析[J]. 林业资源管理, 2002, (4): 39 – 43. [DONG Jianlin, YA Jie. Analysis on the changes of land desertification in Hulunbeier sandy land area over the last 10 years[J]. Forest Resources Management, 2002, (4): 39 – 43.]

[6] 齐雁冰,常庆瑞,刘梦云,等. 陕北农牧交错带 50 年来土地沙漠化的自然和人为成因定量分析[J]. 中国水土保持科学, 2011, 9(5): 104 – 109. [QI Yanbing, CHANG Qingrui, LIU Mengyun, et al. Quantitative analysis of natural and anthropogenic effect on sand desertification in the agro-pastoral transitional zone of northern Shaanxi Province in the near fifty years[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2011, 9(5): 104 – 109.]

[7] 贾若楠,杜鑫,李强子,等. 近 15 年锡林郭勒盟植被变化时空特征及其对气候的响应[J]. 中国水土保持科学, 2016, 14(5): 47 – 56. [JIA Ruonan, DU Xin, LI Qiangzi, et al. Spatiotemporal characteristics of vegetation variation in Xilin Gol league in recent 15 years and its response to climate[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2016, 14(5): 47 – 56.]

[8] 邬建国,郭晓川,杨劼,等. 什么是可持续性科学? [J]. 应用生态学报, 2014, 25(1): 1 – 11. [WU Jianguo, GUO Xiaochuan, YANG Jie, et al. What is sustainability science? [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(1): 1 – 11.]

[9] HUANG Lu, WU Jianguo, YAN Lijiao. Defining and measuring urban sustainability: A review of indicators[J]. Landscape Ecology, 2015, 30(7): 1175 – 1193.

[10] WU Jianguo, WU Tong. Sustainability indicators and indices: An overview[M] // Handbook of sustainable management. London: Imperial College Press, 2012: 65 – 86.

[11] LI Jingwei, LIU Zhifeng, HE Chunyang, et al. Are the drylands in northern China sustainable? A perspective from ecological footprint dynamics from 1990 to 2010[J]. Science of the Total Environment, 2016, 553: 223 – 231.

[12] 王艳,王力. 生态足迹研究进展述评[J]. 中国水土保持科学, 2011, 9(3): 114 – 120. [WANG Yan, WANG Li. A review of research on ecological footprint[J]. Science of Soil and Water Conservation, 2011, 9(3): 114 – 120.]

[13] REES W E. Revisiting carrying capacity: Area-based indicators of sustainability[J]. Population and Environment, 1996, 17(3): 195 – 215.

[14] REES W E, WACKERNAGEL M. Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable-and why they are a key to sustainability[J]. Environmental Impact Assessment Review, 1996, 16(4 – 6): 223 – 248.

[15] REES W E. Eco-footprint analysis: merits and brickbats[J]. Ecological Economics, 2000, 32(3): 371 – 374.

[16] 刘宇辉,彭希哲. 基于生态足迹模型的中国发展可持续性评估[J]. 中国人口·资源与环境, 2004, (5): 60 – 65. [LIU Yuhui, PENG Xizhe. Development sustainability analysis of China on ecological footprint model[J]. China Population, Resources and Environment, 2004, (5): 60 – 65.]

[17] Living Planet Report 2014: Species and spaces, people and places [M]. World Wide Fund for Nature, 2014.

[18] 王玉梅,尚金城.生态足迹分析法在可持续发展定量评估中的应用—以吉林省2002年生态足迹分析为例[J].干旱区资源与环境,2006,20(1):146－150.[WANG Yumei, SHAGN Jincheng. Application of ecological footprint analysis method to quantitative assessment of sustainable development:A case study of Jilin in 2002[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment,2006,20(1):146－150.]

[19] 熊德国,鲜学福,姜永东.生态足迹理论在区域可持续发展评价中的应用及改进[J].地理科学进展,2003,(6):618－626.[XIONG Deguo,XIAN Xuefu,JIANG Yongdong. Discussion on ecological footprint theory applied to regional sustainable development evaluation[J]. Progress in Geography,2003,(6):618－626.]

[20] 张青,任志远.中国西部地区生态承载力与生态安全空间差异分析[J].水土保持通报,2013,(2):230－235.[ZHANG Qing, REN Zhiyuan. Spatial difference in ecological carrying capacity and ecological safety in western China[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation,2013,(2):230－235.]

[21] 张可云,傅帅雄,张文彬.基于改进生态足迹模型的中国31个省级区域生态承载力实证研究[J].地理科学,2011,(9):1084－1089.[ZHANG Keyun,FU Shuaixiong,ZHANG Wenbin. Ecological carrying capacity of 31 provinces based on improved ecological footprint model[J]. Scientia Geographica Sinica,2011,(9):1084－1089.]

[22] 包慧娟,郭佳,闫丽.科尔沁沙地基于生态足迹模型的沙漠化成因分析－以奈曼旗为例[J].干旱区资源与环境,2010,(2):126－131.[BAO Huijuan,GUO Jia,YAN Li. Study on ecological footprint of the human activity intensity in Horqin Sandy:A case of Naiman banner[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment,2010,(2):126－131.]

[23] 杨艳,牛建明,张庆,等.基于生态足迹的半干旱草原区生态承载力与可持续发展研究—以内蒙古锡林郭勒盟为例[J].生态学报,2011,31(17):5096－5104.[YANG Yan,NIU Jianming, ZHANG Qing,et al. Ecological footprint analysis of a semi-arid grassland region facilitates assessment of its ecological carrying capacity:A case study of Xilinguole League[J]. Acta Ecologica Sinica,2011,31(17):5096－5104.]

[24] 秦静,白中科,周伟.基于生态足迹与生态服务价值的区域生态环境动态评价[J].中国人口·资源与环境,2016,26(S1):244－247.[QIN Jing,BAI Zhongke,ZHOU Wei. Ecological environment evaluation based on ecological footprint model and ecological services value[J]. China Population,Resources and Environment,2016,26(S1):244－247.]

[25] 李春兰,朝鲁门,包玉海,等.21世纪初期气候波动下浑善达克沙地荒漠化动态变化分析[J].干旱区地理,2015,38(3):556－564.[LI Chunlan,CHAO Lumeng,BAO Yuhai,et al. Dynamic changes of desertification in the Hunshandake Desert under the climate fluctuation in early 21st Century[J]. Arid Land Geography,2015,38(3):556－564.]

[26] 张宝珠,金维林,葛士林,等.呼伦贝尔沙地治理布局及治理模式[J].中国沙漠,2013,33(5):1310－1313.[ZHANG Baozhu, JIN Weilin,GE Shilin,et al. Planning of desertification control and related models in the Hulunbuir Sandy Land[J]. Journal of Desert Research,2013,33(5):1310－1313.]

[27] 闫峰,吴波.近40a毛乌素沙地荒漠化过程研究[J].干旱区地理,2013,36(6):987－996.[YAN Feng,WU Bo. Desertification progress in Mu Us Sandy Land over the past 40 years[J]. Arid Land Geography,2013,36(6):987－996.]

[28] 王涛.中国沙漠与沙漠化[M].石家庄:河北科学技术出版社,2003:525－574.[WANG Tao. Desert and desertification in China [M]. Shijiazhuang:Hebei Science and Technology Publishing House. 2003:525－574.]

[29] 蒋卫国,陈云浩,李京,等.中国北方农牧交错带生态环境的空间格局演变[J].自然资源学报,2005,20(6):871－878.[JIANG Weiguo,CHEN Yunhao,LI Jing,et al. Change and spatial pattern of eco-environment in the farming pastoral ecotone of the northern China[J]. Journal of Natural Resources,2005,20(6):871－878.]

[30] 汪爱华,李丽,迟耀斌,等.基于北京1号小卫星的全国沙漠与沙漠化土地监测研究[J].地理科学,2010,(3):409－414.[WANG Aihua,LI Li,CHI Yaobin,et al. Study on monitoring of desert and sandy desertification land in China using images of Beijing－1 Small Satellite[J]. Scientia Geographica Sinica,2010,(3):409－414.]

[31] ZHENG Y R,XIE Z X,ROBERT C,et al. Did climate drive ecosystem change and induce desertification in Otindag sandy land, China over the past 40 years? [J]. Journal of Arid Environments, 2006,64(3):523－541.

[32] WACKERNAGEL M,ONISTO L,BELLO P. Ecological footprints of nations. commissioned by the earth council for the rio＋5 forum [J]. International Council for Local Environmental Initiatives Toronto. Rio,1997,5:1993－1997.

[33] WACKERNAGEL M,ONISTO L,BELLO P,et al. National natural capital accounting with the ecological footprint concept[J]. Ecological economics,1999,29(3):375－390.

[34] 谢文瑄,黄庆旭,何春阳.山东半岛城市扩展模式与生态足迹的关系[J].生态学报,2017,37(3):969－978.[XIE Wenxuan, HUANG Qingxu,HE Chuanyang. Urban expansion modes and regional ecological footprints in the Shandong Peninsula urban agglomeration[J]. Acta Ecologica Sinica,2017,37(3):969－978.]

[35] 张志强,徐中民,程国栋,等.中国西部12省(区市)的生态足迹[J].地理学报,2001,(5):598－609.[ZHAGN Zhiqiang,XU Zhongmin,CHENG Guodong,et al. The ecological footprints of the 12 provinces of west China in 1999[J]. Acta Geographica Sinica, 2001,(5):598－609.]

[36] 刘某承,李文华,谢高地.基于净初级生产力的中国生态足迹产量因子测算[J].生态学杂志,2010,(3):592－597.[LIU Moucheng,LI Wenhua,XIE Gaodi. Estimation of China ecological footprint production coefficient based on net primary productivity [J]. Chinese Journal of Ecology,2010,(3):592－597.]

[37] United Nations Development Program(UNDP). China National Human Development Report 2013:Sustainable and Liveable Cities: Towards Ecological Civilization[R]. New York:UNDP,2013.

[38] 古杰,周素红,闫小培,等.中国农村居民生活水平的时空变化过程及其影响因素[J].经济地理,2013,33(10):124－131.[GU Jie,ZHOU Suhong,YAN Xiaopei,et al. Spatial-temporal variations of rural residents'living standard and its influence factors in China[J]. Economic Geography,2013,33(10):124－131.]

[39] 李俊莉,曹明明.榆林市能源化工基地经济增长对资源环境的影响[J].水土保持通报,2014,34(6):282－287.[LI Junli, CAO Mingming. Impacts of economic development of energy industry base on resource and environment in Yulin City[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation,2014,34(6):282－287.]

[40] 崔秀萍,吕君,王珊.生态脆弱区资源型城市生态环境影响评价与调控[J].干旱区地理,2015,38(1);148－154.[CUI Xiuping,LV Jun,WANG Shan. Resource-based city ecological envi-

ronment impact assessment and regulation in ecological fragile region[J]. Arid Land Geography,2015,38(1):148 – 154.]
[41] 吕萍,陈欢欢.基于生态足迹模型的煤炭资源型城市生态承载力评价[J].区域经济评论,2017,(3):127 – 133.[LV Ping, CHEN Huanhuan. Assessment on ecological carrying capacity of coal resource-based city based on ecological footprint model[J]. Regional Economic Review,2017,(3):127 – 133.]
[42] 胡兵辉,廖允成.毛乌素沙地农牧生态系统能值分析与耦合关系[J].生态学报,2011,31(9):2559 – 2566.[HU Binghui, LIAO Yuncheng. The coupling relationship and emergy analysis of farming and grazing ecosystems in Mu Us Sandland[J]. Acta Ecologica Sinica,2011,31(9):2559 – 2566.]
[43] 赵媛媛,邬建国.草地生态系统服务:研究综述[C].//高玉葆,邬建国.现代生态学讲座(Ⅷ):群落、生态系统和景观生态学研究新进展.北京:高等教育出版社,2017:170 – 205.[ZHAO Yuanyuan, WU Jianguo. Grassland ecosystem services: A review [C]// GAO Yubao, WU Jianguo. Lectures in modern ecology (Ⅷ): Advances in community, ecosystem and landscape ecology. Beijing: Higher Education Press,2017:170 – 205.]
[44] HASSAN R, SCHOLES R, ASH N. Ecosystems and human well-being: Current state and trends[J]. Journal of Bacteriology,2005,1(5):1387 – 1404.
[45] 晓兰,延军平,刘小艳.科尔沁沙地生态与经济互动发展模式[J].干旱区资源与环境,2009,23(12):28 – 35.[XIAO Lan, YAN Junping, LIU Xiaoyan. The interactive development model of ecology and economy in Keerqin Deserts[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment,2009,23(12):28 – 35.]
[46] WU Jianguo. Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes[J]. Landscape Ecology,2013,28(6):999 – 1023.
[47] ZHAO Zhenzhen, LIN Aiwen, FENG Jiandi, et al. Analysis of water resources in Horqin sandy land using multisource data from 2003 to 2010[J]. Sustainability,8(4):374.
[48] 刘正恩,葛剑平.北方农牧交错带生态恢复与重建的原则及对策[J].干旱区研究,2004,21(3):299 – 303.[LIU Zhengen, GE Jianping. Principles and measures for restoring and regenerating the ecology in the agro-pastoral ecotones in north China[J]. Arid Zone Research,2004,21(3):299 – 303.]

Sustainability assessment in four sandy lands of China based on the ecological footprint model

YU Na[1,2], ZHAO Yuan-yuan[1,2], DING Guo-dong[1,2], CUI Xiao[1], PENG Le[1]
(1 *College of Soil and Water Conservation/Key Laboratory of State Forestry Administration on Soil and Water Conservation*, *Beijing* 100083, *China*; 2 *Yanchi Ecology Research Station of the Mu Us Desert*, *Beijing Forestry University*, *Beijing* 100083, *China*)

Abstract: The four mega-sandy lands are typical regions with desertification in China due to the instability and vulnerability of natural conditions. With the development of the ecological restoration projects, the area of desertification land in four sandy lands of China has been decreased since 2000. However, regional sustainable development still faces challenges due to the increasing pressure of socio-economic development and the limited carrying capacity of resources in the sandy lands. Therefore, evaluation and comparing the level of sustainability in four sandy lands is significant for targeted management and regional sustainable development. Based on the ecological footprint model developed by Wackernagel, this paper adopts an improved productive ecological footprint model to compare the actual area of land actually occupied by each region from the ecosystem each year (ecological footprint) and the land that provides biological and productive materials in the same area (ecosystem capacity), and then determines the pressure of human activities on the local ecosystem in the four sandy lands in order to analyze the sustainability of the four sandy lands. This study calculated productive ecological footprint and analyzed the sustainability of four sandy lands of China from 2000 to 2015. The results showed that per capita ecological footprint (PCEF) had a significant increasing trend among four sandy lands. The annual increasing rate of PCEF in Mu Us Sandy Land was 20.85%, higher than other three sandy lands. The increasing amount of PCEF in Mu Us Sandy Land was highest (79.21 $hm^2 \cdot cap^{-1}$). The PCEF of four main sandy lands was mainly dominated by fossil energy footprint and grassland footprint. The per capita ecological deficit (PCED), which is the difference of PCEF and per capita ecological capacity, was also growing from 2000 to 2015 with Mu Us Sandy Land having the highest value. The main reason for the increasing PCED was the mass production of fossil energy footprint. According to the correlation analysis of PCEF and other sustainability indices such as Human Development Index and the Engel's coefficient, people's demand for resources has been increased with the improvement of people's living standard, and the development of society and economy, which was still at the expense of the natural resources production and consumption. The balance between economic development and environmental protection in sandy zones remains a challenge. It is suggested that the mode of mineral resource exploitation should be adjusted, and protection and utilization of grassland resources should be conducted according to the main structural types of the ecological deficits in different sandy lands.

Key words: Four sandy lands; ecological footprint; ecological deficit; sustainability assessment